

Invasiva växter och orsaker till spridning

- En fördjupad studie av arterna *Fallopia japonica*, *Heracleum mantegazzianum* och *Impatiens glandulifera*

Författare Julia Askaner



Invasiva växter och orsaker till spridning

En fördjupad studie av arterna *Fallopia japonica*, *Heracleum mantegazzianum* och *Impatiens glandulifera*

Invasive plant species and causes for dispersal

An in depth study about the species *Fallopia japonica*, *Heracleum mantegazzianum* and *Impatiens glandulifera*

Julia Askaner

Handledare: Linda-Maria Dimitrova Mårtensson, SLU, Institutionen för biosystem och teknologi

Examinator: Frida Andreasson, SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

Omfattning: 15 hp

Nivå och fördjupning: G2E

Kurstitel: Självständigt arbete i landskapsarkitektur, G2E - Trädgårdsingenjör: design – kandidatprogram

Kurskod: EX0847

Program: Trädgårdsingenjör: design - kandidatprogram

Utgivningsort: Alnarp

Utgivningsår: 2019

Omslagsbild: Julia Askaner

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Nyckelord: Invasiva växter, *Fallopia japonica*, *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera*, spridningsmekanismer, invasionspotential, Jätteloka, Parkslide, Jättebalsamin

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap
Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

Sammanfattning

Avsikten med rapporten är att skapa en större förståelse för invasiva växters livscyklar, spridning och etableringsförmåga för att bättre kunna föreslå bekämpningsåtgärder. Rapporten fokuserar på idag tre mer kända invasiva arter *Fallopia japonica*, *Heracleum mantegazzianum* samt *Impatiens glandulifera*.

Invasiva arter utgör ett hot mot biologisk mångfald och har konsekvenser på ekosystem. Utifrån ett mänskligt perspektiv, dvs. vårt beroende av ekosystemtjänster är detta ett allvarligt hot. Förutom förlorad biologisk mångfald kostar invasiva arter samhället ekonomiska förluster. Dessa finansiella kostnader kan vara bekämpningsåtgärder såväl som förluster av naturliga resurser. Arbetet mot invasiva arter hanteras både nationellt och internationellt. I Sverige utförs arbetet av flera myndigheter. Naturvårdsverket tillsammans med Havs- och vattenmyndigheten har ett gemensamt ansvar att vägleda och ge uppdrag åt andra myndigheter i egenskap av koordinators- och uppdragsgivare. Vidare kommer invasivitet som process att förklaras och beskrivas de arter som på ett eller annat sätt har genom spridning orsakat ekonomisk och ekologisk påverkan. Invasivitetsprocessen beskrivs på olika sätt, men oftast i form av olika faser. Dessa utgör olika skeden hos en art och skiljer sig i antal men innefattar vanligtvis: introduktion, etablering och spridning.

En kartläggning av de tre arterna har gjorts med hjälp av artportalens digitala verktyg samt intervjuer med Lomma och Lunds kommun. Av studien framgick det att ovanstående arter har gemensamma egenskaper i form av kraftig spridningsförmåga, snabb tillväxt och konkurrenskraft. Samtliga arter har introducerats i sin nya utbredningsmiljö via människan på grund av sitt spektakulära utseende och sin förmåga till snabb tillväxt. Det finns en del föreslagna och beprövade bekämpningsmetoder för samtliga arter som är mer eller mindre gemensamma. I litteraturstudien framkommer det att metoder såsom klippning och betning är de mest effektiva.

Nyckelord: Invasiva växter, *Fallopia japonica*, *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera*, spridningsmekanismer, invasionspotential, Jätteleka, Parkslide, Jättebalsamin.

Abstract

The purpose of the report is to create a greater understanding of invasive plants' life cycles, dispersal and establishment ability to better propose control measures. The report will focus on three known invasive species *Fallopia japonica*, *Heracleum mantegazzianum* and *Impatiens glandulifera*.

Invasive species pose a threat to biodiversity and have an impact on ecosystems. From a human perspective, i.e. our dependence on ecosystem services, this is a serious threat. In addition to lost biological diversity, invasive species cost the society financial losses. These financial costs can be from control measures as well as losses of natural resources. Work on invasive species is handled both nationally and internationally. In Sweden, several authorities carry out the work. The Swedish Environmental Protection Agency together with the Marine and Water Authority has a joint responsibility to guide and give assignments to other authorities as coordinators and employer. Furthermore, invasiveness as a process will be explained and describes the species that in one way or another have caused economic and ecological impact through dispersal. The invasiveness process is described in different ways, but usually in the form of different phases. These are different stages of a species and differ in number but usually include: introduction, establishment and distribution

A survey of the three species has been made using the Artportalens digital tools and interviews with Lomma and Lund municipality. The study showed that the above species have common characteristics in the form of strong dispersal ability, rapid growth and competitiveness. All species have been introduced into their new habitat by humans because of their spectacular appearance and their ability to grow rapidly. There are some proposed and proven control methods for all species that are more or less common. The literature study shows that methods such as mowing and grazing are the most effective.

Nyckelord: Invasive plants, *Fallopia japonica*, *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera*, dispersal mechanisms, invasion potential, Giant hogweed, Japanese knotweed, Himalayan balsam.

Innehållsförteckning

1	Inledning	10
1.1	Bakgrund	10
1.2	Syfte/Mål	12
2	Material och Metod	13
2.1	Avgränsningar	13
3	Resultat	14
3.1	Biologisk mångfald	14
3.2	Det nationella arbetet	15
3.2.1	Artdatabankens arbete	16
3.3	Invasiva arters påverkan på antropogena strukturer så som nationell och lokal ekonomi	16
3.4	Invasivitet som process	17
3.5	Spridning	18
3.5.1	Spridningsvägar och vektorer	19
3.6	Etablering och konkurrens	21
3.6.1	Abiotiska faktorer	21
3.6.2	Biotiska faktorer	22
3.7	<i>Fallopia japonica</i>	23
3.7.1	Livscykel och spridning	25
3.7.2	Påverkan och bekämpning	26
3.8	<i>Heracleum mantegazzianum</i>	29
3.8.1	Livscykel och spridning	31
3.8.2	Påverkan och bekämpning	32
3.9	<i>Impatiens glandulifera</i>	35
3.9.1	Livscykel och spridning	37
3.9.2	Påverkan och bekämpning	38
3.10	En kartläggning av befintliga bestånd med hjälp av Artportalens inrapporteringssystem kartläggning av arterna <i>Fallopia japonica</i> , <i>Heracleum mantegazzianum</i> och <i>Impatiens glandulifera</i>	39
4	Diskussion	42
4.1	Vilka egenskaper är typiska för de invasiva arterna <i>Fallopia japonica</i> , <i>Heracleum mantegazzianum</i> och <i>Impatiens glandulifera</i> ?	42
4.1.1	Spridningsvägar och mekanismer	42
4.1.2	Ståndort och etablering	43

4.2	Vilka åtgärder kan eliminera bestånd eller motverka vidare spridning av dessa arter?	45
4.2.1	Hur fungerar kartläggningen av invasiva arter i Artportalen och används artportalen som verktyg inom kommuner vid kartläggning och bekämpning?	46
4.3	Hur kan framtida klimatfaktorer vara en påverkande faktor för invasiva arters livscykel och spridning	46
4.4	Slutsats	47
	Referenslista	48
	Tack	51

1 Inledning

1.1 Bakgrund

“Throughout history, men have tried to play God by moving rabbits, goats, sparrows, mongooses, and a hundred other species to oceanic islands and island continents, and later have wished to God they hadn’t.”

(Scheffer 1970, s. 98)

Ordet invasiv är en term som skapar referenser till krigsföring och kan på grund av sin innebörd ibland upplevas som kontroversiellt. Ett känsloladdat ord som invasiv ger engagerade anhängare men också starka motståndare. Däremot kommer ordet i denna text inte att referera till krig utan till arter av kärlväxter som på ett direkt eller indirekt sätt har introducerats i en ny miljö med hjälp av människan. Dessa arter har i sin nya miljö visat på så god spridningsförmåga att de kan komma att hota biologisk mångfald och andra essentiella värden (Davis 2009). Ända sedan uppkomsten av jordbruket för flera tusen år sedan har människan varit en del av de biologiska och ekologiska processerna i landskapet, och har genom sitt brukande påverkat både utvecklingen (evolutionen) och förekomsten av arter. Både avsiktligt och oavsiktligt såg människan till att gynna och i vissa fall introducera nya arter till förmån för trädgårds-, jord-, och skogsbruk. Förutom de arter som har fått direkt hjälp av människan att föras in i landet, finns det även idag främmande arter som på ett eller annat sätt har kommit in med indirekt hjälp av människan till exempel via ballastvatten eller prydnadsväxter. Främmande arter behöver inte utgöra ett hot mot den inhemska mångfalden men det finns vissa arter som kan göra detta. Det är arter

som trivs för bra genom att de har hittat en miljö där de saknar naturliga konkurrenter och erfar andra fördelar och kan därför sprida sig kraftigt. Historiskt sett har områden i tropiska eller varmttempererade klimat varit de vanligaste länderna som drabbats av invasiva växter men med ett förändrat klimat påverkas även Sverige. Ett förändrat klimat öppnar möjligheten för att invasiva arter kan utgöra ett större hot och att ytterligare arter kan bli invasiva och utgöra nya problem. Idag har vi nämligen arter som har visat sig vara invasiva i Centraleuropa under kontroll i Sverige. Men om klimatet blir mer gynnsamt ökar risken att dessa arter expanderar och blir invasiva (Artdatabanken 2018a). Invasiva arter har visat negativa konsekvenser på antropogena strukturer så som nationell- och lokal ekonomi såväl som ekosystemtjänster. Utifrån ett mänskligt perspektiv, dvs. vårt beroende av ekosystemtjänster, är detta ett allvarligt hot. Ekosystemtjänster avser funktioner hos ekosystem som upprätthåller och förbättrar människans välmående, dessa tjänster produceras av ekosystemet och är alltså gratis. Pollinering är ett tydligt exempel på ekosystemtjänster som gynnar människans välmående. Störningar i ekosystem och förlusten av dessa tjänster kan därför direkt påverka människans välmående och livskvalitet. Människans påverkan på miljön har lett till att de ekosystem som bidrar med dessa tjänster skadas. Ekosystemtjänster bidrar inte bara med föda utan också andra funktioner såsom skydd mot översvämningar och rening av luften (Artdatabanken 2018a).

1.2 Syfte/Mål

Syftet med denna rapport är att skapa en större förståelse för invasiva arters livscyklar, spridning och abiotiska preferenser för att bättre kunna föreslå bekämpningsåtgärder. I denna rapport ligger fokus på att ligga på *Fallopia japonica*, *Hieracium mantegazzianum* samt *Impatiens glandulifera*, med syftet att skapa en fördjupad kunskap om dessa arters egenskaper, ekologiska nischer, fysiologi och livscyklar för få vägledning i arbetet med att bekämpa och minska spridningen av dem. Rapporten kan därmed användas som kunskapsunderlag för att planera och genomföra bekämpning av just dessa tre arter och andra arter med liknande livscykel och växtsätt. Förhoppningsvis leder arbetet också till fortsatt forskning, fler artiklar och kunskapssammanställningar för att sprida kunskap om vilka främmande arter som riskerar att spridas. Om vi vill bekämpa eller förhindra spridningen av invasiva växter, så behöver vi veta vilka egenskaper dessa växter har gemensamt (spridningsförmåga, livsstrategi, ståndort, livscykel etc.). I detta arbete kommer jag därför att besvara följande övergripande frågeställningar:

- Vilka egenskaper är typiska för de invasiva arterna *Fallopia japonica*, *Hieracium mantegazzianum* och *Impatiens glandulifera*?
- Hur fungerar kartläggningen av invasiva arter i Artportalen och används artportalen som verktyg inom kommuner vid kartläggning och bekämpning?
- Vilka åtgärder kan eliminera bestånd eller motverka vidare spridning av dessa arter?

2 Material och Metod

Denna studie bygger på litteraturundersökningar, intervjuer och observationer. Grundläggande information och begrepp kring ekologi kommer från fjärde utgåvan av *Essentials of ecology* (2014) av M. Begon, R. Howarth, & C. Townsend. Större delen fakta kring invasionsprocessen baseras på boken *Invasion Biology* (2009) av M.A. Davis. För djupare kunskap om spridningen och etableringen av invasiva arter användes vetenskapliga artiklar publicerade inom de senaste åren samt information från SLU, Havs och vattenmyndigheten samt Naturvårdsverket. Fakta kring det tre undersökta arterna i studien baseras på faktablad från NOBANIS samt vetenskapliga artiklar. Utöver litteraturundersökningar utfördes två kvalitativa intervjuer via epost med två kommuner angående deras arbetsinsatser kring invasiva arter samt hur dessa använder sig av det digitala verktyget artportalen som getts ut av artdatabanken på uppdrag av Havs och vattenmyndigheten tillsammans med Naturvårdsverket. I studien gjordes även observation kring bestånd med hjälp av datalagring hos artportalen för arterna *F. japonica*, *H. mantegazzianum* och *I. glandulifera*.

2.1 Avgränsningar

Avgränsningar i studien gjordes till arterna *F. japonica*, *H. mantegazzianum* och *I. glandulifera* då de idag är etablerade och kända invasiva arter som orsakar stora problem i Sverige.

3 Resultat

3.1 Biologisk mångfald

Biologisk mångfald är ett begrepp som omfattar mångfalden av habitat, mångfalden av arter samt mångfalden av genetiskt material och beskriver variationen av allt liv på jorden. Variationen av liv avser arter av mikroorganismer, växter och djur, vilket även inkluderar människan, som är en del av den biologiska mångfalden samtidigt som hon är beroende av den. Enligt definitionen ovan, beskriver biologisk mångfald också variationen av ekosystem. Ekosystem är ett ekologiskt system som innefattar olika arters interaktion med varandra och med sin livsmiljö vilket utgörs av de två huvudkomponenterna inom systemen. Dessa två huvudkomponenter delas upp i levande (biotiska) och icke levande (abiotiska). Biotiska komponenter inom ett ekosystem består av växter, djur och mikroorganismer. De abiotiska komponenterna utgörs av vattnet, jorden och luften samt andra former av materia och energi, framförallt från solen. Dessa två komponenter avser även all luft, jord och vatten på jorden där levande organismer kan finnas och är därför en del av ett globalt ekosystem. Detta globala ekosystem kallas för biosfär. Ekosystem kan variera i storlek och kan exempelvis sträcka sig från en mindre trädunge till en hel skog (Miller & Spoolman 2009). Interaktioner mellan organismer och miljön inom ett ekosystem ger upphov till ekosystemtjänster som bland annat avser flödet av energi och näringsämnen som bidrar till rening av vatten, upprätthållandet av syrehalten i luften samt jordens bördighet (Pimm 1993). Biologisk mångfald säkrar dessa funktioner, som är essentiella för människan, och därför bör upprätthållas. Människan har sedan en lång tid varit beroende av biologisk mångfald. Den är grunden till många av de läkemedel som botar och behandlar svåra sjukdomar men även indirekta tjänster. Exempelvis bidrar den biologiska mångfalden av vilda insekter till pollinering av viktiga trädgårds- och jordbruksgrödor (Begon, Howarth & Townsend 2014). Det är av största vikt att upprätthålla mångfalden av habitat för att upprätthålla biologisk

mångfald. Degradering av habitat är ett resultat av bland annat fragmentering av landskapet. Landskapet exploateras ständigt av jordbruk, infrastruktur, bostäder och industri. Denna fragmentering leder till habitatförluster som i sin tur bidrar till minskad artrikedom och försvårar arters utbredning, speciellt för de arter vars spridningsmekanismer inte möjliggör spridning över större avstånd (Mackenzie, Ball & Virdee 2001). De strategier och handlingar som främjar biologisk mångfald och motverkar förlusten av den kallas bevarandestrategier. När det kommer till bevarandestrategier finns det två alternativ, skydda eller återställa. Att skydda innefattar bland annat att förhindra introducering och etablering av potentiellt invasiva arter och bevarandet av naturliga habitat och ekosystem. Återställande strategier innefattar det skyddande samt återställandet av habitat och populationer av inhemska arter. Klimatförändringar och introduktionen av invasiva arter utgör stora problem för dessa strategier (Begon, Howarth & Townsend 2014).

3.2 Det nationella arbetet

Arbetet mot invasiva arter hanteras både nationellt och internationellt. I Sverige utförs arbetet av flera myndigheter. Naturvårdsverket tillsammans med Havs- och vattenmyndigheten har ett gemensamt ansvar att vägleda och ge uppdrag åt andra myndigheter i egenskap av koordinators och uppdragsgivare (Havs- och vattenmyndigheten 2019a). Den 1 januari 2019 trädde en nationell förordning om invasiva arter i kraft i Sverige. Denna förordning innehåller bestämmelser om hantering av invasiva arter och är i linje med EU-parlamentets arbete och riktlinjer gällande ämnet. I förordningen har arbetet fördelats så att hanteringen av vattenlevande arter utförs av Havs- och Vattenmyndigheten medan hanteringen av landlevande arter hanteras av Naturvårdsverket. Myndigheterna ska i sitt arbete med invasiva arter utföra riskbedömningar, vidta åtgärder gällande spridningsvägar, samt anmäla och informera vid upptäckten av invasiva arter. Enligt förordningen har Länsstyrelsen fått i uppdrag att agera tillsynsmyndighet. Detta innebär att det är Länsstyrelsen som beslutar om utrotnings- och bekämpningsåtgärder. Förutom detta har Havs- och vattenmyndigheten tillsammans med Naturvårdsverket fått i uppdrag att ta fram en nationell beteckning på invasiva arter. Detta arbete har utförts av Artdatabanken vid SLU, och är en riskklassificering av ca 1000 arter av nationell betydelse. Arterna ska bedömas vetenskapligt utifrån invasionspotential och ekologisk påverkan. Den första rapporten publicerades 21 januari 2019 och innehöll 1033 arter. Med rapporten som underlag kommer analyser utifrån kostnad, socioekonomisk och ekosystem aspekter att göras. Därefter börjar arbetet med att upprätta en nationell förteckning och förankra denna hos olika myndigheter. Förteckningen bereder en grund för ett

kommande politiskt beslut över invasiva främmande arter (Havs-och vattenmyndigheten 2019b).

3.2.1 Artdatabankens arbete

Under perioden mars till augusti år 2017 genomförde Artdatabanken en översiktlig genomgång av främmande arter och deras invasionspotential. Denna genomgång baserades på IUCN:s metodik EICAT, som står för Environmental Impact Classification for Alien Taxa (Artdatabanken 2019). Metodiken syftar till att ta fram klassificeringar utifrån främmande arters skadliga påverkan på mottagarmiljön. Arterna delas in i en av fem kategorier utifrån påverkan på nivån av biologisk organisation och huruvida det är individer, populationer eller hela samhällen som påverkas. Används EICAT konsekvent kan metodiken användas till att identifiera taxa som har olika nivåer av påverkan, och skilja arter som har låg påverkan från de som har hög negativ påverkan. Det senare är de som kategoriseras som invasiva arter. Metodiken underlättar även arbetet att jämföra påverkansgrad bland främmande taxa inom eller i olika regioner, samt att förutspå framtida potentiella effekter av främmande arter. Metoden kan också användas som verktyg vid prioritering av åtgärder och hantering av invasiva arter (Blackburn et al. 2015). Artdatabanken utgick ifrån en lista över dryga 5000 arter som var en sammanställning av myndigheters tidigare artlistor. Arterna sorterades utifrån kriterierna framtagna ur EICAT, där vissa arter bedömdes att gå vidare till arbetet med riskklassificering medan andra föll bort. Under arbetet med riskklassificering åren 2017-2018 använde Artdatabanken en modell för klassificering utformad främst av Norska artdatabanken kallad Generic Ecological Impact Assessment of Alien Species, GEIAA. Modellen används till att uppskatta risken en främmande art utgör för den biologiska mångfalden. Denna riskbedömning baseras på bland annat arternas biologi såsom habitatkrav, spridningsförmåga och livscykel i kombination med framtida klimatförändringar baserade på dagens fossila energianvändning (Artdatabanken 2019).

3.3 Invasiva arters påverkan på antropogena strukturer så som nationell och lokal ekonomi

Invasiv beskriver de främmande arter som etablerat sig i nya miljöer och orsakar skador i form av negativa effekter på ekosystemstrukturer, försvinnandet av unika habitat samt förluster i artrikedom som leder till förlorad biologisk mångfald. Dock finns det främmande arter som inte klassas som invasiva och är arter som inte har

en negativ påverkan på mottagarmiljön (Senator & Rozenberg 2017). Förutom förlorad biologisk mångfald kostar invasiva arter samhället ekonomiska förluster. Dessa finansiella kostnader kan vara bekämpningsåtgärder såväl som förluster av naturliga resurser (Naturvårdsverket 20019). Invasiva arter kan förändra förutsättningarna hos habitat bestående av inhemska arter vilket framförallt påverkar näringar som skogsindustrin, fisket och även vattenkällor. Habitatförändringar kan även resultera i förluster av skörd och ökad användning av herbicider till följd av invasion. Människans hälsa kan påverkas av invasiva arter då de kan vara giftiga eller orsaka allergiska reaktioner (Senator & Rozenberg 2017).

Invasiva arter såsom Parkslide, *Fallopia japonica* har förutom en stor påverkan på ekosystem även en påverkan på antropogena strukturer. Den kraftiga tillväxten möjliggör för rötterna att tränga igenom asfalt vilket kan påverka infrastrukturer och skapa översvämningsrisker i vissa områden. I Storbritannien har *Fallopia japonica* även försvårat för husägare att ta lån om deras hus befinner sig inom ett avstånd av 7 m från växten (Fennel, Wade & Bacon 2018). De olika sätt som invasiva arter påverkar antropogena strukturer försvårar arbetet att koppla dem till direkta ekonomiska förluster, förutom dem relaterade till jord-och skogsbruk. I en sammanställning av monetära förluster orsakad av invasiva arter har Senator & Rozenberg (2017) framställt data där förlusten årligen uppgår till 19,7 miljarder kronor i Storbritannien. I Sverige har kostnaderna för invasiva arter uppskattats till 1,1–4,5 miljarder kronor årligen. För Europa beräknas de monetära förlusterna stiga upp till 103 miljarder kronor per år. Samt för USA 962 miljarder kronor per år för kostnaderna av skador och bekämpning (Artdatabanken 2018b).

3.4 Invasivitet som process

Termen invasiv beskriver de arter som på ett eller annat sätt genom spridning orsakar ekonomisk och ekologisk påverkan (Lockwood, Hoopes & Marchetti 2013). Dock beskriver termen invasiv ett slutresultat av en process och är alltså inte en klassifikation (Lockwood, Hoopes & Marchetti 2013). Invasivitetsprocessen beskrivs på olika sätt, men oftast i form av olika faser. Dessa utgör olika skeden hos en art och skiljer sig i antal men innefattar vanligtvis: introduktion, etablering och spridning. Kartläggning av de olika faserna kan ge en djupare förståelse för invasionspotentialen hos en art. Dock finns det en risk med en fasbaserad strategi, då invasivitet hos en art tangerar att reduceras till en linjär process, vilket inte alltid är fallet. I verkligheten kan processen ha ett oupphörligt skede, där en fas i vissa fall inte helt har avslutats när en annan fas påbörjas. Exempelvis är det inte alltid så att etableringsfasen är avslutad och lyckad när spridningsfasen hos ett bestånd inleds. Däremot finns det en poäng att använda den fasbaserade metoden som hjälp vid

identifiering och karaktärisering av invasiva arter, speciellt vid utformning av bekämpningsstrategier. En annan infallsvinkel i förståelse av invasivitetsprocessen är att se det som en rad upprepande cykler. Dessa cykler rör sig kring två fundamentala faser, etablering och spridning. Denna synvinkel fokuserar på framträdande spridning och fortlevnadsegenskaper hos en population och metapopulation (Davis 2009).

Upprepningen som beskriver en individs fortlevnadscykel börjar och slutar med en diaspor. En diaspor kan vara ett frö eller en annan växt del från extern källa som förflyttas genom olika spridningsvägar till ett nytt område. Denna diaspor kommer troligtvis dö på vägen. Gör den inte det har spridningsenheten nått området framgångsrikt. Här kan den antingen lyckas eller inte lyckas att etablera sig. I de fall där individen framgångsrikt lyckas att utnyttja den nya platsens resurser till etablering och reproducering kommer nya spridningsenheter att ställas inför samma fortlevnadscykel, och upprepningen fortsätter, denna process kallas ibland för naturalisering av en art (Davis 2009). Om de nyetablerade individerna skulle producera frön eller andra växt delar som sprider sig vidare till ett nytt område, kommer dessa bli en del av den externa spridningspoolen, och på så sätt en del av en ny upprepningscykel på metapopulationsnivå. Ifall de första externa spridningsenheterna lyckas sprida sig till en ny plats och grundar en ny population innebär det att arten har utvidgat sitt utbredningsområde. Detta sätt att se på invasivitetsprocessen beskriver inte utbredning och fortlevnad som två separata faser, den förtydligar enbart spridning och fortlevnad på individnivå. En populations fortlevnad är enbart ackumuleringen av etableringsframgång hos en individ inom ett givet område. Medan en arts fortlevnad är den pågående ackumuleringen av etableringsframgång på populationsnivå (Davis 2009).

Genom att se på invasivitet som en process, kan det på så sätt undvikas att stämpla en hel art som invasiv. Utan det är individer ur en art som transporteras, introduceras och som sedan framgångsrikt ska etablera och sprida sig. Det är inte alla populationer som lyckas med detta, men de som gör och kommer att påverka platsens ekologi på ett negativt sätt är de individer/populationer som kallas invasiva (Lockwood, Hoopes & Marchetti 2013).

3.5 Spridning

Reproduktion och spridning är den mest betydelsefulla händelsen i en växts livscykel, och är en betydande del av invasivitetsprocessen. Det är flera faktorer

som spelar roll som etablering och konkurrens, men studier har visat på att spridningsförmågan hos en art har stor betydelse för invasionspotentialen hos en individ. Begreppet spridning innefattar spridningstryck, storleken på spridningsenheten, antalet spridningsenheter samt temporala och spatiala mönster hos spridningsenheterna. Ökad storlek hos spridningsenheten förstärker sannolikheten till etablering då storleken skapar en mindre risk för slumpmässig demografisk placering. Antalet spridningsenheter ger en motståndskraft mot oförutsedda påverkningar från miljön medan ett ständigt flöde av spridningsenheter från olika källor skapar förutsättningar för en större genetisk variation och ökar chansen för överlevnad. Spridningsenhet går att definiera till antingen en grupp av individer som anländer till en plats, alternativt en individ. Däremot kan konceptet spridningstryck eller spridningspåverkan delas upp i två nyckelkomponenter. Spridningsstorlek som står för antalet individer i en enhet samt spridningsnummer som står för antalet spridningsenheter per tidsenhet (Simberloff 2009). Ju fler spridningstillfällen desto högre spridningsnummer och ju större spridningsstorlek desto fler spridda individer (Lockwood, Hoopes & Marchetti 2013). Spridningstrycket påverkar en arts utbredning men också kompositionen av spridningsenheterna har betydelse vid etablering. För att en art ska sprida sig framgångsrikt behöver den först introduceras till en miljö som möter individens basala behov. Avståndet mellan den ursprungliga miljön till mottagarmiljön är också av vikt för spridningen. Det innebär att chansen att spridningsenheten ska vara friska minskar med avståndet. Spridningsenheter som har färdats en lång väg och under dåliga förhållanden har svårare att producera en livsduglig population. Spridningstryck och etablering korrelerar med varandra. Om spridningstrycket ökar kommer även sannolikheten för etablering att öka, och arten kan sprida sig vidare och eventuellt bli invasiv (Davis. 2009).

3.5.1 Spridningsvägar och vektorer

Invasivitetsprocessen börjar med att en organism förflyttas från sitt naturliga utbredningsområde till en ny plats. Ett av de första stegen till introduktion är via vektorer och spridningsvägar. Vektorer är bärarna av en organism och spridningsvägar är den rutt som förflyttar organismen från en punkt till en annan. (Lockwood, Hoopes & Marchetti 2013). Spridning av organismer är en naturlig företeelse som oftast sker i närheten av den ursprungliga populationen, men ibland sprider sig organismer naturligt över stora områden. Däremot går det att förutse naturlig spridning genom att analysera riktningen på vindar och strömmar. Den spridning som sker via människor och vektorer är mycket mer oförutsägbart och dynamiskt. Den möjliggör spridningen av arter från ena sidan jorden till en annan. Dock är den sistnämnda beroende av människans existens och på så sätt kan upphöra till skillnad från naturlig spridning (Lockwood, Hoopes & Marchetti 2013).

Det har visat sig att spridningshastigheten hos introducerade arter är högre än hos arter som spridit sig naturligt. Antal introducerade arter kan snabbt öka om antalet vektorer ökar, det vill säga antalet bärare till en plats. I takt med moderniseringen av samhället ökade antalet vektorer. Innan båtar, flygplan och andra transportmedel spred sig organismer vanligtvis naturligt via vinden eller vattnet (Lockwood, Hoopes & Marchetti 2013). Förutom spridningshastigheten, skiljer sig antalet introducerade individer mellan naturlig spridning och mänsklig spridning. Människan introducerar generellt individer vid flera tillfällen på en ny plats och att dessa individer vanligen kommer från olika populationer. På så sätt skapar människan introducerade populationer med en högre genetisk variation än vid naturliga spridningsföreteelser. Detta möjliggör att den nyligen spridna populationen kommer att besitta en diversitet som underlättar etableringen i den nya miljön, samt att sexuellt reproducerade individer kan sprida sig utan risk för inavel och de genetiska problem som kommer därtill (Lockwood, Hoopes & Marchetti 2013). Sammanfattningsvis anses mänsklig spridning av organismer vara mer komplext och snabbare ur ett ekologiskt perspektiv, med en betydligt större geografisk spridningsradie än naturlig spridning. Skillnaderna mellan naturlig spridning och den spridning orsakad av människan indikerar på att det finns kunskap att samla kring spridningsvägar och vektorer. Inte minst på grund av den negativa påverkan på ekosystem kopplad till introducerade arter spridna av människor (Lockwood, Hoopes & Marchetti 2013).

Spridningsvektorer kan delas upp i två kategorier, direkta eller indirekta. Direkta spridningsvektorer innebär att en växt, gröda eller organism har introducerats medvetet för att fylla en funktion åt människan. Denna typ av spridning är oftast lättare att spåra då det vanligtvis finns information dokumenterat vid spridningstillfället. De indirekta spridningsvektorerna är därför svårare att spåra då tillfället har skett indirekt. Med indirekt menas att en organism har följt med i gods eller transporter utan aktiv hjälp från människan, exempelvis via ballastvatten (Lockwood, Hoopes & Marchetti 2013). Med andra ord kan dessa kategorier delas upp i handelsrelaterad spridning och transportrelaterad spridning. De organismer som oftast återfinns i handelsrelaterad spridning är frukt, grönsaker och andra jordbruksgrödor. Inom denna kategori kan även organismer som används till föda åt boskap innefattas, så som olika foderväxter. En annan vektor för spridning är handeln av biogasgrödor, och växter vars syfte är att ha en snabb tillväxt för att fylla biogasanläggningar, denna vektor kommer att öka vid användningen av förnybara bränslen. En av de största vektorerna är den som sprider prydnadsväxter och växter i hortikulturellt syfte. Denna kategori har introducerat ett stort antal främmande arter och ansvarar också för en del av den indirekta spridningen av växter (Lockwood, Hoopes & Mar-

chetti 2013). I en studie av hortikulturella- och perenna krukväxter utförd i Storbritannien framkom det att ca 51 % av de under-sökta krukorna innehöll en till två oavsiktligt medförda plantor (Lockwood, Hoopes & Marchetti 2013).

Spridningsvägen, ruten mellan organismens naturliga utbredningsområde till den nya platsen har en påverkan på invasionspotentialen. Beständigheten hos spridningsvägen definieras av antalet individer som transporteras samt livsdugligheten hos de transporterade individerna efter introduktion. Beständigheten hos en spridningsväg korrelerar med antalet lyckade etableringar av främmande arter. Kartläggning av spridningsvägar som distribuerar flest antal främmande arter är en viktig del i att förstå invasivitetsprocessen (Lockwood, Hoopes & Marchetti 2013).

3.6 Etablering och konkurrens

Etablering syftar på en populations fortlevnad på en plats och är detsamma som termen naturalisering, vilket ibland används för att beskriva kvarlevande avkommor från en främmande art i dess nya utbredningsområde (National Research Council 2002). För att en individ ska anses vara etablerad i ett område ska den kunna överleva och reproducera sig på det nya utbredningsområdet. För att kunna uppnå detta ska individen uppfylla fyra uppgifter. 1) Individen hittar en miljö där den kan överleva platsens abiotiska förutsättningar, det vill säga de yttre faktorer såsom temperatur, fuktighet, solljus etc., som finns på en plats. 2) Tillgodogöra sig platsens resurser för överlevnad och tillväxt. 3) Växter som reproducerar sig via utkorsning behöver ha en partner inom räckvidd eller ha förmågan att sprida sina gameter till en partner. 4) Individen bör även kunna undvika risken att dö innan reproduktion. En arts förmåga att klara dessa uppgifter beror främst på de egenskaper den besitter (Davis 2009). Då konkurrenter, fiender och andra biotiska faktorer som påverkar tillväxten, utvecklingen och reproduktionen saknas i det nya utbredningsområdet för de invasiva arterna har dessa ett potentiellt övertag gentemot residerande växter (National Research Council 2002).

3.6.1 Abiotiska faktorer

Som tidigare nämnts, påverkas sannolikheten för etablering av platsens abiotiska faktorer. Detta innebär att det bör finnas en likhet mellan klimatet på det naturliga utbredningsområdet och det nya. För att kunna förstå hur variationen i klimatet kan påverka etableringen är det viktigt att relatera till de genomsnittliga demografiska förhållandena på platsen. Till exempel kan variationer i de genomsnittliga förhållandena som år av ogynnsamt väder driva en population till utdöende, trots att det

genomsnittliga klimatet är gynnsamt. Vädret är den huvudsakliga källan till slumpmässiga störningar som tas i beaktning i analyser av en populations livskraft. Extrema väderhändelser är exempelvis en del av slumpmässigheten, vilket innebär att en art vars naturliga utbredningsområden inte har extrema väderhändelser kan ha en svårare etablering. Hur störningar påverkar den initiala etableringen är osäkert. Störningar kan reducera introducerade arter till en så låg densitet att demografiska faktorer kan orsaka att populationen dör ut. Mänsklig påverkan som odling kan minska en plats slumpmässiga störningar. Odling minskar oftast säsongsmässiga och årliga variationer inom en plats klimat både abiotiskt och biotisk. I kombination med att reducera variationer i platsens demografi erbjuder odlingssystem en hög resurstillgänglighet vilket ökar den genomsnittliga populationstillväxten och reducerar effekten av slumpmässiga störningar från miljön. Genom att minska störningar och eliminera naturliga konkurrenter kan odling vara en bidragande faktor till att förstärka en introducerad arts chanser till fortlevnad. En introducerad art kan därigenom eventuellt etablera sig och i värsta fall bli invasiv (National Research Council 2002).

3.6.2 Biotiska faktorer

Biotiska faktorer som exempelvis residerande organismer inom ett område kan vara av betydande roll för att en introducerad art ska kunna etablera sig framgångsrikt. Residerande organismer kan även hota artens fortlevnad i form av predatorer, konkurrenter, parasiter samt patogener. Det potentiella hotet från fiender utgörs bland annat av den introducerade artens populations storlek, antalet fiender och deras födopreferenser samt huruvida de residerande arterna är många till antal. En introducerad art som besitter liknande egenskaper som hos de inhemska arterna riskerar därför att utsättas för fiender och attacker på dess nya utbredningsområde (National Research Council 2002). När en främmande individ är på väg att etablera sig på en ny plats där det finns en avsaknad av naturliga fiender hamnar den i en överlägsen position gentemot de inhemska arterna. De redan residerande arterna måste lyckas att stå emot attacker från både generalister och specialister, medan introducerade arter ofta kan ha undflytt naturliga fiender från sin ursprungsplats (Davis 2009).

Förutom avsaknaden av naturliga fiender så spelar mutualism en stor roll vid etableringen hos främmande arter. Mutualism är den relation där organismer av olika arter drar ömsesidig fördel av varandra, utan nödvändig fysisk närhet exempelvis symbios. Arter som kan utnyttja en mutualistisk relation till andra har en större chans vid etablering (Davis 2009). Mutualistiska relationer kan bland annat uppstå mellan en växt och pollinerare eller en symbiotisk relation till svamp som

exempelvis mykorrhiza. Det finns introducerade arter som inte anses som ett hot då avsaknaden av en mutualistisk relation är avgörande för artens etableringsförmåga (National Research Council 2002).

Förmågan att konkurrera om resurser har också en betydande roll för en framgångsrik etablering. Konkurrensen om ljus är exempelvis en biotisk stressfaktor som kan drabba introducerade arter. Studier har visat på att det är få arter som har lyckats naturalisera sig i skogsområden med täta krontak. Områden i skugga skiljer sig mot öppna områden som oftast är mer utsatt för naturalisering av introducerade arter till följd av att ljus tillgängligheten är högre.

Tillgänglighet av resurser spelar även en stor roll för en plats mottaglighet eller förmåga att stå emot kolonisering av främmande arter. Detta beskrivs i teorin om resursers fluktuerande tillgänglighets korrelation till invasivitet. Förenklat betyder det att en plats variation i tillgängliga resurser, spatiala och temporala ökar platsens mottaglighet/motstånd för invasiva arter. En resurs kan antingen bestå av abiotiska eller biotiska komponenter i en miljö. För organismer som är rotade på en plats, såsom kärlväxter måste de förlita sig på att växa mot en resurs med rötter eller skott eller att resursen kommer till dem. Platser som besitter en mer heterogen miljö oavsett om det beror på abiotiska faktorer eller biologiska komponenter bidrar oftast till en hög artrikedom. Som en effekt av detta ökar bredden av de tillgängliga resurserna på platsen (Begon, Howarth & Townsend 2014).

3.7 *Fallopia japonica*

Fallopia japonica (parkslide) är en flerårig örtartad kärlväxt i familjen slideväxter (Polygonaceae) (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015). Familjen tillhör kärneudikotyledoner och är en monofyletisk grupp som kännetecknas av sina femtaliga blommor som är tydligt uppdelade i foder och kronblad. Monofyletisk betyder att gruppen har utvecklats ur en gemensam stamform. Polygonaceae finns utspritt globalt men är framförallt representerade över det norra halvklotet och består främst av örter. Namnet härstammar från familjens morfologi där stiplerna vanligen fäster sig i en slida som omger stammen (Widén & Widén 2008). *F. japonica* härstammar från Sydost Asien och länder som Japan, Korea, Taiwan och Kina (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015). *F. japonica* är en upprättväxande ört med ljusgrön stam som pryds av röda fläckar (fig.2). Stammen är förgrenad och kan växa upp till tre meter hög. När växten blir äldre blir stammen tjockare och förvedas. *F. japonica* har ett grönt bladverk (fig.3) som täcker grova ihåliga stjälkar vilka växer kring två

meter över marken (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015). Bladen blir ca 1 decimeter i diameter och har en kilformad bas och en utdragen bladspets (fig.1) (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015). Blomning sker under månaderna september-oktober, där blommorna är gräddvita till vita och sitter grenade i klasar i bladvecken. *F. japonica* infördes till Europa från Japan via en holländsk transport från 1820-talet och planterades framförallt i slottsparkar runtom i Sverige. Under början på 1900-talet upptäcktes de första förrymda exemplaren av arten i Blekinge och Östergötland (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015).

I Japan har *F. japonica* ansetts som en av de mest nyttjade växterna under många år. I sitt naturliga utbredningsområde har arten använts som medicinalväxt såväl



Figur 1. Blad *F. japonica* Foto: Julia Askaner



Figur 2. *F. japonica* Stam. Foto: Julia Askaner



Figur 3. Bladverk *F. japonica*. Foto: Julia Askaner

som föda, där de unga skotten kokas eller äts rå och ska ha en syrlig smak (Shimoda

& Yamasaki 2016). En kartläggning av habitat och tillväxt utförd från foten av Fuji berget till dess topp gjordes av Shimoda & Yamasaki (2016). Kartläggningen visade på att *F. japonica* återfanns mestadels på både människopåverkad och naturliga marker, dock begränsad till områden som var öppna och solbelysta. *F. japonica* är en ljuskrävande art men har en bred ståndortsamplitud vilket innebär att den återfinns utanför sitt naturliga utbredningsområde på olika typer av jordar med varierande pH samt i semi skuggade habitat såsom skogsbryn. Arten växer på fuktiga näst intill vattenmättade jordar och beskrivs trivas på xeriska och hydriska jordmåner som återfinns på sandstäpper och i våtmarker (Alberternst & Böhmer 2011). I Japan kontrolleras de bestånd av *F. japonica* som växer intill vägar och hus genom beskärning eller klippning likt annan vegetation inom samma område vilket förhindrar bestånden att sprida sig. I naturliga miljöer domineras den japanska vegetationen av högväxande gräs och träd och på så sätt begränsas utbredningen av arten genom brist på ljusinsläpp. Genom att kontrolleras av allmän skötsel som nedklippning samt konkurrensen om ljus med andra arter anses inte *F. japonica* som en invasiv art i Japan utan som en använd nyttoväxt (Shimoda & Yamasaki 2016). I Europa är arten vanligen förknippad med områden med hög nederbörd och återfinns t.ex. oftast längs med flodstränder i England. I USA återfinns arten i både torra och fuktiga ståndorter. Andra typiska habitat för *F. japonica* är ruderalmiljöer, som väg- och järnvägsgränar eller miljöer som på annat sätt är störda av människan. I Sverige förekommer *F. japonica* oftast i ängs- och kultur-påverkad mark samt skogsbryn (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015).

3.7.1 Livscykel och spridning

Spridningsmekanismerna hos *F. japonica* anses vara invecklad då arten har flera sätt att sprida sig. I Europa såväl som Sverige sker spridningen vanligtvis via vegetativa delar såsom rhizom eller stamdelar (Gowton, Budsock & Matlaga 2016). Det beror på att de populationer av *F. japonica* i Sverige och Europa troligtvis härstammar från en och samma honklon, vilket innebär att de är genetiskt identiska (Groeneveld, Belize & Lavoie 2014). Den sexuella fortplantningen hos *F. japonica* beskrivs som dioeci. (Gowton, Budsock & Matlaga 2016). Dioeci betyder att en art består av han- eller honplantor, vilket innebär att en individ enbart besitter enkönade blommor (Widén & Widén 2008). I Sverige förekommer inte någon känd sexuell spridning av *F. japonica* utan enbart via vegetativa delar, framförallt rotfragment (Gowton, Budsock & Matlaga 2016). Dotterplantor till *F. japonica* av vegetativt ursprung brukar vara i storlek större än de plantor som härstammar från frön (Widén & Widén 2008).

Rotsystemet är välutvecklat och består huvudsakligen av en rotstock även kallat rhizom om ca 30 centimeter i diameter. Denna rhizom fungerar som kolhydratlagrande vävnad och utgör hela den levande biomassan av arten under vinterhalvåret. Från rhizomet skjuts luftskotten ut över mark medan under jord växer rhizom ut. Undersidan på rhizomen pryds av adventiva rötter som underlättar den vegetativa spridningen. Rötterna kan bli mycket tjocka och klarar av att tränga igenom hårdgjorda markbeläggningar exempelvis asfalt. Roten kännetecknas av ringliknande strukturer som sitter med ett mellanrum på två till fyra centimeter på rhizomen. På insidan är en färsk rot gul till orange och kan lätt brytas itu. Stam- och rotfragment kan behålla regenereringsförmågan i över ett år (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015).

3.7.2 Påverkan och bekämpning

F. japonica tenderar att genom konkurrens kväva andra växter i sin närmiljö på grund av sin snabba tillväxt (fig.4) (Groeneveld, Belzile & Lavoie 2014) och kan växa över en meter under en månad (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015). På så sätt riskerar arten att konkurrera ut inhemska arter och som en konsekvens även påverka den inhemska faunan. Studier har visat på negativa effekter på biologisk mångfald på grund av *F. japonica*. Särskilt gällande ryggradslösa djur såsom groddjur och deras försämrade förmåga att söka föda i habitat invaderade av *F. japonica* (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015).

Studier har visat att platser som drabbats av denna art har en mycket högre koncentration av koppar, mangan, fosfor, kalium och zink än platser som inte drabbats. Troligtvis beror detta på *F. japonicas* djupa rötter och omfattande rotsystem som möjliggör för växten att extrahera mineraler från jorden som vanligtvis är svåråtkomliga för kärlväxter (Groeneveld, Belzile & Lavoie 2014). Arten har även visat på en hög förmåga att överleva i förorenade områden med marker som innehåller höga halter av tungmetaller och salt och där ytterst lite kväve finns tillgängligt (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015).



Figur 4. Tätt bestånd av *F. japonica*. Foto: Julia Askaner

F. japonica producerar allelopatiska ämnen som avges från rötterna. Allelopati härstammar från det grekiska orden allelon vilket betyder 'av varandra' och phatos som betyder 'att lida'. Termen syftar på det fenomen där produktionen av biomolekyler hos en växt, oftast sekundära metaboliter kan inducera lidande eller gagna en annan växt. Fenomenet allelopati är med andra ord en biokemisk interaktion mellan

plantor och har en effekt på deras fysiologiska processer. En växt producerar biomolekyler i form av allelokemikalier som senare tas upp av närliggande plantor och påverkar deras tillväxt och utveckling. Allelopatiska interaktioner har visat sig ha en avgörande roll i natur och kulturskog. Interaktionerna är avgörande för kompositionen hos undervegetationen och därmed för skogens regenerationsproblem (Rizvi & Rizvi 1992).

Det finns olika bekämpningsstrategier för arten *F. japonica*, bland dem klippning, slåtter, betning samt användning av herbicider. Betning görs av boskapsdjur såsom hästar, kor eller får som uppskattar artens blad som föda. Dock bör betning inte ske i områden med känslig flora då metoden riskerar att skada de inhemska arterna. Denna metod är den mest effektiva och ekonomiska metoden i större och öppna områden. Innan betning sätts in som metod är det viktigt att se till att det inte finns några gamla förvedade stammar kvar då dessa kan skada de betande djuren. En annan bekämpningsmetod är nedklippning av arten och bör ske i början på maj för att förhindra assimilation och upptag av näringsämnen till roten. Nedklippningen bidrar till att drabbade områden övergår till mer artrika efter flera år av bekämpning, dock är det svårt att lyckas att eliminera arten helt med klippning. Det finns vissa som menar på att om denna metod brukas bör det nedklippta växtmaterialet tas bort från platsen och komposteras i minst 70°C, för en optimal nedbrytningsprocess vilket minskar riskerna att vegetativa delar finns kvar i färdig kompost. Andra påstår att detta inte är nödvändigt då det inte har en effekt eftersom rhizomen fungerar som en lagrande vävnad, och dessa kommer kontinuerligt att skjuta nya skott. Nedklippning försvagar plantorna hos *F. japonica* och detta gäller även för slåtter. Slåtter av arten bidrar till grova snitt men kan vara att föredra då metoden inte påverkar andra arter som finns i undervegetationen.

Ett alternativ är att använda herbicider som innehåller det aktiva ämnet glyfosat. Denna metod används vanligen i påverkade områden där tidigare använda metoder inte har varit framgångsrika. Användning av glyfosatpreparat bör inte ske i områden nära vattendrag eller där grundvattnet är ytligt. Denna metod bör upprepas och är effektivast vid injektion av herbiciden i stammens hålrum då rhizomet har en viss resistens. Andra bekämpningsmetoder är att bränna eller täcka över bestånd med mörk markduk, dessa metoder är dock inte lika effektiva som de ovanstående. För att kunna förhindra vidare spridning av *F. japonica* är det viktigt att påverkade områden är under uppsikt för att introduktion av arten ska upptäckas i tid. Nya plantor ska tas bort manuellt. Det är viktigt att kontrollera schaktmassor så att dessa inte innehåller rotfragment av arten då det bidrar till vidare spridning.

Hantering och bekämpning av arten bör ske integrerat med information till boenden i det påverkade området för att förhindra ny plantering av arten. Därför är det viktigt att spridning av information om artens utseende och karaktäristiska drag sker till allmänheten för att undvika ny plantering (Alberternst & Böhmer 2011). I sin

introducerade miljö i Europa saknar *F. japonica* naturliga fiender (Groeneveld, Belzile & Lavoie 2014). I Japan förekommer *Alphalara itdaori*, som är en blodloppart och som livnär sig på *F. japonica*. Insekten har visat sig vara en specialist på *F. japonica* och kan orsaka växten stor skada (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015).

3.8 *Heracleum mantegazzianum*

H. mantegazzianum (jätteloka) är en flerårig ört och en av de största i Europa. Arten utgörs av en vertikal stam med tydligt röda prickar (fig.5) som kan växa upp till 5 meter men blir vanligast 2-3 meter (Klingenstein 2007). Stjälken är ihålig med tydliga räfflor och gles behåring (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015) med en tjocklek på 5-10 cm i diameter (Klingenstein 2007). Bladen blir över en meter breda med djupt oregelbundet parflikiga bladkanter (fig.6) (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015; Widén & Widén 2008) och upp till tre meter långa (Klingenstein 2007). Blommorna är vita och sitter i små flockar presenterade i större sammansatta flockar som blir cirka en halvmeter i diameter (fig.7). Varje flock kan bestå av 30-150 enskilda blommor och en individ av arten kan därför ha över 80 000 blommor (Klingenstein 2007). *H. mantegazzianum* blommar i Sverige från juli till augusti (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015) och fruktbildningen börjar i juli (Klingenstein 2007).

På grund av sitt spektakulära utseende samlades arter ur släktet *Heracleum* redan i mitten på 1700-talet under en av de första botaniska expeditionerna till Kaukasus. Den första dokumenterade introduceringen av *H. mantegazzianum* var i Kew Botanic Gardens i London år 1817, då under namnet *H. giganteum*. Troligtvis är det den individen som startade spridningen av arten inom Europa. År 1828 upptäcktes den första etablerade populationen av *H. mantegazzianum* i Cambridgeshire, England. Den första noteringen av *Heracleum* arter i Norden var under år 1836, då frön sändes till norra Norge. I Sverige tros arter ur *Heracleum* ha spridits från odling i södra delarna av landet under sent 1800-tal. Troligtvis härstammade dessa inte från *H. mantegazzianum* då just den arten inte introducerades i Norden förrän början på 1900-talet. Den första bekräftade dokumentationen av att *H. mantegazzianum* ska ha spridit sig i Sverige var år 1903, då den tros ha spridits från en odling utanför Nyköping. Efter det finns det mycket som tyder på att *H. mantegazzianum* har konkurrerat ut andra arter inom släktet, framförallt i de södra delarna av Sverige (Jahodová et al. 2007) och det är denna art som på svenska har tillägnats flera synonymer bland annat jätteloka (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015).



Figur 5. Stam *H. mantegazzianum* Foto: Julia Askaner



Figur 6. Blad *H. mantegazzianum*. Foto: Julia Askaner



Figur 7. Blomma *H. mantegazzianum*. Foto: Julia Askaner

3.8.1 Livscykel och spridning

H. mantegazzianum reproduktiva förmåga är begränsad till fröspridning och den kan på så sätt inte sprida sig vegetativt (Klingenstein 2007). I början av livscykel hos *H. mantegazzianum* befinner arten sig i ett stadie där den enbart består utav en bladrosett, och blommar inte förrän sitt tredje till femte år. Under dåliga förhållanden såsom på näringsfattiga och torra marker, i skugga, eller där marken regelbundet betas hämmas tillväxten och artens blomning skjuts upp tills det råder bättre förhållanden. En bladrosett som växer under dåliga förhållanden kan överleva på platsen i upp till 12 år. De ovanjordiska delarna av *H. mantegazzianum* dör ner under hösten, vanligen under september till oktober för att börja växa till liv igen under tidig vår. De individer av arten som är på väg att blomma börjar redan sin tillväxt under januari månad och har upprättväxande blad, tillskillnad från de individer som kommer att stanna i bladrosett (Klingenstein 2007). Terminalknoppen (toppknopp) framträder under juni månad och blir insektspollinerad av framförallt arter ur släktena Diptera och Hymenoptera. Blommorna hos *H. mantegazzianum* är hermafroditer vilket innebär att en enskild blomma har både honliga och hanliga delar och kan på så sätt utöva självpollinering. Frön som är producerade via självpollinering är livsdugliga på samma sätt som insektspollinerade frön, vilket betyder att en enda individ av *H. mantegazzianum* är kapabel till att starta en ny population (Klingenstein 2007). *H. mantegazzianum* är monokarp, vilket innebär att en individ vanligtvis dör efter frösättning. Arten *H. mantegazzianum* producerar vanligen 1500 till 100 000 frön och ca 21 000 frön i medeltal. Arten har frövila vilket innebär att frön kan gro i efterhand dock kräver fröna vintertemperaturer på 2-4 °C under en längre period för att bryta sin frövila (Klingenstein 2007). Huvuddelen av fröbanken är dock kortlivad och redan efter andra året har 95 % av fröna antingen grott eller dött (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015). Frösättningen sker från augusti till oktober och större delen av de ca 20 000 frön som finns per planta har en förmåga att gro. Det är idag okänt hur länge frön från *H. mantegazzianum* klarar att överleva i jorden. Fröna släpps till största delen i anslutning till moderplantan, i en radie av ca 4 meter. 95 % av fröna stannar i de översta fem centimetrarna av jord, medan resterande frön har en potential att sprida sig långt med hjälp av vind eller vatten. Andra spridningsvektorer av arten kan vara via människor och djur. Fröplantorna av *H. mantegazzianum* skapar ett tätt bestånd med över tusen individer per kvadratmeter under våren, däremot förväntas bara ca 2 % av fröplantorna att överleva. De resterande individerna skapar populationer i form av bladrosetter varav 10 % i genomsnitt går i blom och avslutar sin livscykel. De individer som inte går i blom stannar i bladrosettform till det är deras tur att blomma (Klingenstein 2007).

3.8.2 Påverkan och bekämpning

Bestånd av *H. mantegazzianum* kan skilja sig när det kommer till antal, från 1-3 individer var tionde kvadratmeter upp till mer än 20 individer på samma yta (fig.8). Storlek på höjd och bladyta möjliggör för arten att överskugga många av de inhemska växterna. *H. mantegazzianum* har en stark konkurrenskraft om ljus och kan i täta bestånd absorbera ca 80 % av det tillgängliga ljuset. Som en konsekvens av detta konkurrerar arten ut andra skuggkänsliga växtarter vilket kan leda till förändringar i artsammansättningen och förluster av biologisk mångfald på platsen. Förutom potentiell negativ effekt på biologisk mångfald påverkar även *H. mantegazzianum* människor och är en risk för deras hälsa. Detta beror på den fototoxiska växtsaften, som innehåller två fotosensibiliserande ämnen, furanokumarin och furokumarin. Vid kontakt med dessa två ämnen kan risk för brännskador på huden uppstå då fototoxiska ämnen reagerar på UV-strålning. En reaktion kan uppstå redan efter 15 minuter och kulmineras efter 30 minuter till två timmar. Fuktpåförelse så som svett eller dagg kan förstärka reaktionen på huden. Dock varierar mängden fotosensibiliserande ämnen mellan plantorna vilket även gäller för känsligheten hos människor. Däremot bör kontakt med plantorna undvikas vid alla tillfällen även under omständigheter där solljus saknas. Förutom att orsaka brännskador på huden har flera furanokumariner visat orsaka cancer hos växande embryon (Klingenstein 2007).



Figur 8. Bestånd av *H. mantegazzianum*. Foto: Julia Askaner

För att förhindra spridning av arten *H. mantegazzianum* behövs vissa åtgärder. En av dessa är att förhindra artens utbredning genom att stoppa existerande populationer från att producera frön. Det är också viktigt att se till att transporter av jord inte sker från områden som är invaderade av arten eftersom jorden kan innehålla frön. I områden med hög invasionspotential bör den befintliga vegetationen bevaras och får inte skadas då det kan leda till öppningar för invasiva arter som *H. mantegazzianum* att etablera sig. Vidare krävs det kartläggning av nyetablerade populationer, detta kan ske med hjälp från allmänheten. När nya populationer har lyckats att etablera sig är det av stor vikt att vidta snabba åtgärder för en lyckad och inte så kostsam bekämpning (Klingenstein 2007). I situationer där arten redan har täckt ett större utbredningsområde bör hanteringen börja med en kartläggning av befintliga bestånd. Därefter är det viktigt att skötselplanen baseras på ett tydligt mål såsom bekämpning, inhängning eller i vissa fall förhindra att populationen breder ut sig ytterligare. I skötselplanen kan det vara av vikt att tydligt definiera prioriteringar av områden för hantering, exempelvis områden med skyddsvärd natur och känsliga ekosystem. I hanteringsplanen kan strategier kring spridningsvägar eller barriärer behandlas som en metod mot ytterligare spridning av arten (Klingenstein 2007).

Bekämpningsmetoder för *H. mantegazzianum* bör baseras på integrerade hanterings- och skötselstrategier som utvärderar olika tillvägagångssätt för bekämpning. Bekämpningsmetoden bör vara anpassad efter det specifika området för invasion för att uppnå bästa effekt, ekologiskt som ekonomisk. Bekämpningsmetoder kan bestå av mekaniska metoder, applicering av herbicider samt betning. Oavsett metod är det viktigt att korrekt metod väljs likväl att den upprepas för att uppnå ett gott resultat. De flesta metoder bygger på att börja behandling tidigt i växtsäsongen samt att fortsätta vald metod i flera år tills fröbanken i jorden är utarmad och rotsystemen har dött ut. Mekaniska metoder för bekämpning är antingen beskärning eller klippning av plantorna. En effektiv men skötselintensiv mekaniskmetod är att gräva ur rötterna av *H. mantegazzianum* med en vass spade. Denna metod bör påbörjas tidig vår för att sedan upprepas i mitten på sommaren. Roten grävs på ett djup av 10 cm under markytan, och det urgrävda rotdelarna tas upp för att antingen förstöras eller lämnas att torka på marken. Dock är denna metod enbart att rekommendera för mindre bestånd av *H. mantegazzianum* med under ca 200 individer (Klingenstein 2007).

Nedklippning av större bestånd utgör en av de mekaniska metoderna för bekämpning och kan antingen ske manuellt eller med maskin. Tillvägagångssättet bestäms oftast av platsen tillgänglighet. På större, öppnare områden kan klippning av arten ske med hjälp av maskiner medan svårtillgängliga bestånd kan klippas med hjälp av handverktyg, exempelvis trimmer. Nedklippningen bör upprepas två till tre gånger under växtsäsongen för att förhindra ny groning av plantor annars finns det en risk för att plantorna lagrar näringsämnen i rötter eller går i blom och sätter frön.

Nedklippt växtmaterial bör tas bort från den invaderade platsen då det riskerar att skada den befintliga vegetationen samt att växtmaterialet kan skapa gynnsamma förutsättningar för nya invasioner. Genom att avlägsna blomställningarna hos *H. mantegazzianum* försvagas växtens förmåga att sprida sig vidare via frön. Denna metod är effektiv men misslyckas ofta då rätt tidpunkt för metoden är av största vikt. Sker detta inte vid rätt tid riskerar plantan att regenerera nya blomställningar vilket kan leda till en högre avsättning frön än innan. Det går även att skära ner individer som står i blom, denna strategi försvagar bestånden (Klingenstein 2007).

Betning av boskap är en bekämpningsmetod som har visat sig effektiv. Denna metod lämpar sig för större bestånd och är låg i kostnader. Mest beprövat är betning med hjälp av får, gärna fårsorter med pigmenterad hud eftersom djuren kan få inflammationer i form av blåsor kring sin mun av *H. mantegazzianum*s kemiska egenskaper. Boskap i form av kor, getter eller hästar fungerar bra till denna metod då *H. mantegazzianum* tycks vara aptitlig även för dem. Boskapen föredrar unga plantor av arten därför bör starten för metoden ske tidigt under växstsäsongen. Det är rekommenderat att använda sig av 20-30 djur per hektar under våren för att sedan minska boskapsantalet till 5-10 djur per hektar i mitten av sommaren. På jordbruksmark kan plöjning användas för att kontrollera bestånd av *H. mantegazzianum*. Plöjningen ska ske djupt, gärna upp till 24 cm ner i marken då detta förhindrar risken för groning av frön. Bäst resultat sker om etablerade individer bekämpas mekanisk eller kemiskt i samband med plöjningen (Klingenstein 2007).

Applicering av växtskyddsmedel exempelvis systemiskt verkande herbicider som innehåller glyfosat eller triclopyr har visat sig effektivt och lönsamt vid bekämpning av *H. mantegazzianum*. Applicering av växtskyddsmedlen bör ske tidig vår när plantorna inte är högre än 20-50 cm. Ytterligare applicering under försommaren som uppföljning tar död på de nyuppkomna skotten som har hunnit gro efter den första appliceringen. Bekämpning med kemiska växtskyddsmedel ska ske i torrt och vindstilla väder för att minimera spridning av medlet (Klingenstein 2007).

Beskogning är en kostnadseffektiv och naturlig metod att tillämpa på invaderade platser av *H. mantegazzianum*. Beskogning eller skogsplantering på invaderade platser kan leda till att bestånd av *H. mantegazzianum* utskuggas av trädskronorna. Arter av träd som väljs i denna metod ska ha en förmåga att växa snabbt och utveckla täta trädskronor som bidrar till skugga, en bra art är exempelvis *Fagus sylvatica*. Att så gräsfröblandningar tillsammans med regelbunden klippning är en metod som förhindrar groning av frön från *H. mantegazzianum*. Denna metod kräver att gräsfrön, gärna från inhemska arter sås tätt för att skapa en tät matta som förhindrar uppkomsten av *H. mantagzzianums* groddplantor (Klingenstein 2007).

När bekämpningen av *H. mantegazzianum* är slutförd med ett framgångsrikt resultat är det viktigt att fortsatt hantering och uppföljning av platsen pågår under en femårsperiod. Platser påverkade av bekämpningsåtgärder till följd av invasiva arter

löper fortfarande en risk för återinvasion eller markerosion, beroende på platsens egenskaper. För att motverka detta kan bekämpningen avslutas med återplantering av vegetation eller fortsatt klippning (Klingenstein 2007).

3.9 Impatiens glandulifera

Impatiens glandulifera (jättebalsamin) är en annuell ört som tillhör familjen Balsaminaceae och som härstammar från Himalaya (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015). I sitt naturliga utbredningsområde, som sträcker sig över Pakistan, Indien och Nepal, växer arten på höga höjder kring 1800-4000 m.ö.h längs med vattendrag och i glesare skogspartier (Jernelöv 2017). *I. glandulifera* trivs i fuktiga jordar och är känslig för torka (Jernelöv 2017; Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015). Arten är skuggtolerant och växer i ofta täta bestånd med en planttäthet på 50 stycken per kvadratmeter. I Himalaya har arten visat sig vara frosttolerant vilket inte är fallet för de europeiska bestånden. Frostkänsligheten skadar både groddplantor och vuxna individer vilket medför att arten inte hinner sätta frön i de norra delarna av Sverige. Än är det inte studerat om det är den frostkänsliga genotypen eller den frosthärdiga som finns i Sverige (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015). *I. glandulifera* är en högväxande ört som kan bli upp till 3 m hög. Stammen är oftast ihålig och rödaktig (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015) och försedd med leder vilket gör den lätt att knäcka (Helmisaari 2010). Artens blad sitter oftast motsatt men ibland i bladkransar om 3 (fig.9). Bladen är lansett- till elliptiskt formade och är 5-18 cm långa med en bredd på 2.5-7 cm (fig.10) (Helmisaari 2010). Vanligen har arten ett glest antal förgreningar, men kan i vissa fall se busklik ut speciellt om plantan har blivit nedklippt (Jernelöv 2017). Blomställningen är racemös med ca 2-14 blommor och kan bli upp till 25-40 cm lång (Helmisaari 2010). Blommorna blir stora, upp till 4 cm långa (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015) och är zygomorfa (fig.11) vilket innebär att blomman enbart bara har ett vertikalt symmetriplan och kallas därför ibland för tvåläppiga blommor (Widén & Widén 2008). Blomfärgen är oftast rosa men det förekommer vita och lila blommor (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015). Blommorna producerar mängder med nektar vilket drar till sig pollinatörer, speciellt humlor (Jernelöv 2017). Rotsystemet kan nå ett djup på 10-15 cm men eftersom den är en annuell utvecklar den inte lika grova rotsystem som perenner. *I. glandulifera* är en anspråkslös art när det kommer till jordmån och pH, så länge jorden är fuktig och näringsrik (Helmisaari 2010; Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015). Den trivs bäst i marker kring vattendrag men även människopåverkad mark såsom ängsmarker, diken och vägrenar (Helmisaari 2010).

I. glandulifera introducerades till Europa av engelsmannen John Forbes Royle som tog med sig frön av plantan under sin post hos Ostindiska kompaniet tillbaka med sig till England. Arten planterades sedan i Kew Gardens, London år 1839. De första etablerade spridda bestånden rapporterades år 1855 och var i Hertfordshire och Middlesex i Storbritannien (Jernelöv 2017). Därefter spred sig arten till resterande delar av Europa med hjälp av människan. Frön distribuerades mellan botaniska trädgårdar och i en frökatalog hos Uppsala Botaniska Trädgård rapporterades *I. glandulifera* för första gången år 1852. I Sverige upptäcktes det första naturaliserade beståndet av arten i Lund år 1873 och på Djurgården utanför Stockholm år 1917. Under åren 1960-1990 intensifierades spridningen av *I. glandulifera*, detta troligtvis på grund av förändringar i skötsel av marker kring vattendrag (Jernelöv 2017). Idag återfinns *I. glandulifera* i alla delar av Sverige förutom i mittersta delarna av Lappland (Helmisaari 2010).



Figur 9. Bladkransar *I. glandulifera*. Foto: Julia Askaner



Figur 10. Blad *I. glandulifera*. Foto: Julia Askaner



Figur 11. Blomma *I. glandulifera*. Foto: Julia Askaner

3.9.1 Livscykel och spridning

I. glandulifera är en ettårig annuell som sprider sig enbart via frön. Fröbanken är vanligtvis inte långlivad och kan som högst överleva i upp till 18 månader (Helmisaari 2010). Blommorna hos *I. glandulifera* är självbefruktande (Jernelöv 2017). När frukten hos *I. glandulifera* har mognat kan den vid beröring explodera och skjuta ifrån sig frön. Fröna kan på detta vis transporteras upp till 7 meter ifrån moderplantan (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015). En enskild planta av *I. glandulifera* kan producera mer än 4000 frön. Artens utbredning i områden nära vattendrag beror till största delen av att fröna hos *I. glandulifera* transporteras i vattnet tillsammans med sediment men även flytande på ytan. Groningstiden för frön är runt fyra veckor när frosten är över och har en groningsförmåga på 80 %. Arten har en hög regenerativ förmåga vilket betyder att den efter nerklippning kan producera ny tillväxt i form av grenar och blommor. Överlevnadsstrategin är att producera mängder av frön som gror snabbt och skapar täta bestånd (fig. 12) som konkurrerar ut andra arter (Helmisaari 2010).



Figur 12. Bestånd av *I. glandulifera*. Foto: Julia Askaner

3.9.2 Påverkan och bekämpning

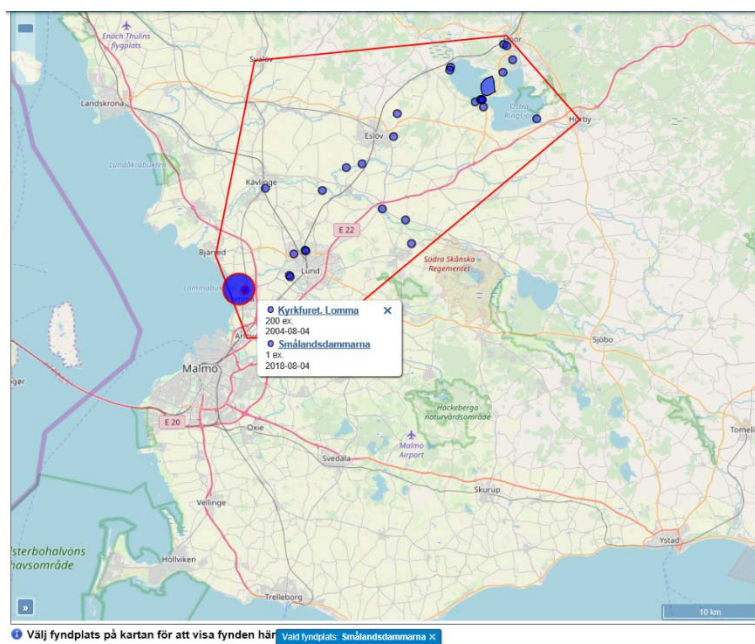
I. glandulifera återfinns i olika former av habitat men trivs bäst på näringsrik och fuktig mark. Förutom strandängar och längs med vattendrag trivs arten i habitat påverkade av människan såsom ruderalmarker. Arten har en förmåga att konkurrera ut inhemska arter framförallt kring vattendrag där den skapar täta bestånd och på så sätt kväver och skuggar ut undervegetationen. *I. glandulifera* har också i vissa fall visat på att den har bidragit till förhindrad regenerering av skog där marken är fuktig och näringsrik. Arten har även visat sig reagera positivt på ökning av CO₂ och temperaturhöjningar vilket kan betyda att den bibehåller sin framgång under rådande koldioxidutsläpp till atmosfären. Med sin rika produktion av nektar och pollen kan arten attrahera en mängd olika pollinatörer. Detta kan ha en påverkan på andra växtarter då de riskerar att bli utkonkurrerade av *I. glandulifera* och inte få sitt behov av pollinering tillgodosett (Helmisaari 2010). Då en stor del av den biologiska mångfalden som återfinns hos blommande växtarter tror sig härstamma från interaktionen mellan växter och pollinatörer. Resultatet av pollination för en blomma leder till produktionen av frön och är en viktig del i en arts livscykel. Genom att locka till sig en mångfald av pollinatörer, likt *I. glandulifera* säkrar arten sin fortlevnad, och riskerar inte förluster i pollination tillskillnad från arter som enbart besöks av en eller få pollinatörer (Inouye & Ogilvie 2017). *I. glandulifera* har i dagsläget inga kända direkta effekter på människans hälsa eller kända genetiska effekter (Helmisaari 2010) och anses därför vara en av de mindre harmlösa invasiva arterna i Sverige (Wissman, Norlin & Lennartsson 2015).

Genom att förhindra spridning av arten är det viktigt att allmänheten har kunskap angående *I. glanduliferas* negativa effekter. Eftersom arten är annuell är det viktigt att först och främst förhindra uppkomsten och spridningen av frön. Det är viktigt att se till att frön inte riskerar att följa med i jordtransporter eller via andra vektorer under bekämpningen. Vid bekämpning av redan befintliga bestånd är betning eller nedklippning effektiva metoder, det går även bra att rycka upp växten för hand. Då *I. glandulifera* äts av olika typer av boskap kan betning vara en effektiv bekämpningsmetod om det är möjligt. Bekämpningsinsatserna bör upprepas under två till tre år för att förhindra risk för återkolonisering. För att bekämpningsåtgärderna ska vara så effektiva som möjligt bör de ske i rätt tid. Det vill säga att de bör inträffa när de första blommorna uppstår, vanligtvis i slutet på juli. Detta beror på att om bekämpningen sker för tidigt finns det en chans att växten regenererar och blommar ändå. Sker det för sent finns det en risk att fröna sprider sig och gror. Användningen av kemisk bekämpning vanligen glyfosat bör undvikas då arten återfinns längsmed vattendrag och därmed finns det en risk för läckage av glyfosat i vattendragen. I dagsläget finns det inga kända naturliga fiender till *I. glandulifera* och på så sätt är biologisk bekämpning inte möjligt (Helmisaari 2010).

3.10 En kartläggning av befintliga bestånd med hjälp av Artportalens inrapporteringsystem kartläggning av arterna *Fallopia japonica*, *Heracleum mantegazzianum* och *Impatiens glandulifera*

En viktig del av bekämpningsstrategin för invasiva arter är att förhindra att de sprids från första början, dvs. att arbeta förebyggande (Helmisaari 2010). En del av arbetet med att förhindra utbredning av en invasiv art är att snabbt upptäcka nya bestånd så att kontrollmetoder kan sättas in. I Sverige är det möjligt att rapportera in observationer av invasiva arter i Artdatabankens system Artportalen (Artdatabanken 2018b). Artportalen är en webbplats för olika observationer av växter, djur och svampar i Sverige. Webbplatsen är ett viktigt verktyg för naturvård och används som kunskapsunderlag för naturvårdsinsatser och kan på så sätt hjälpa till att upptäcka potentiella hot mot miljön och klimatet genom att analysera fynduppgifter och arters utveckling (Artportalen 2019). I syfte att skapa en ökad förståelse av hur artportalen som verktyg kan användas har en sökning av *F. japonica*, *H. mantegazzianum* och *I. glandulifera* gjorts följt av ett platsbesök. Artportalens inrapporteringsystem kommer att ligga till grund för de besökta platserna, samt att en jämförelse av inrapporterade fynd och kartlagda kommer att göras. För att understryka vikten av allmänhetens del i att informera och rapportera fynd av invasiva arter kommer kartläggningen användas i en del av diskussionen kring bekämpningsstrategier. Efter att platsbesök var gjorda kontaktades respektive kommuner för fyndplatserna med syfte att undersöka huruvida de använde artportalen som verktyg vid bekämpning av invasiva arter samt hur deras bekämpningsstrategier ser ut.

De parametrar som ställdes i Artportalens sökning var årtal 2018 samt en radie och den önskade artens vetenskapliga namn. Därefter ställdes visningsalternativ in och prickkarta valdes (fig.13). Bestånd av de invasiva arterna *F. japonica* och *H. mantegazzianum* valdes ut i Lunds kommun. Efter att platsbesök var gjort och att det kunde konstateras att bestånden fanns kvar kontaktades Lunds kommun. Därefter kontaktades Lomma kommun som hade det inrapporterade beståndet av *I. glandulifera*. Detta kunde dock inte hittas vid platsbesök. Det visade sig att det inte var kommunen som har rapporterat beståndet och de hade heller inte hittat det. Däremot har det länge funnits ett bestånd av jättebalsamin i naturreservatet Domedejla mossa som de senaste åren har bekämpats effektivt av naturskyddsföreningen i samverkan med Lomma kommun. Detta bestånd dök inte upp i sökningen då det förekommer i äldre registreringar, alltså tidigare än 2018.



Figur 13. Prickkarta över arten *I. glandulifera* från artportalen

Använder kommunen artportalen som underlag vid kartläggning av invasiva arter? Både Lunds¹ och Lomma² kommun använder sig av artportalen för kartläggningen av invasiva arter. I Lund har kommunen själva gjort en inventering av invasiva arter och rapporterat dessa till artportalen. I Lomma används artportalen för att se var invasiva arter finns inrapporterade samt för att rapportera in arter på växtplatser som ej ännu registrerats. Båda kommunerna försöker i den mån som är möjligt att bekämpa invasiva arter baserat på kända bekämpningsstrategier. I Lunds kommun har bland annat *F. japonica* bekämpats genom att schakta bort stora jordmassor för att få med rotsystemet och marken har sedan täckts med duk för att kväva kvarvarande plantor från rotfragment. I Lomma sker årligen bekämpning av diverse invasiva arter under skötsel av de 9 av 11 naturreservat som är kommunskötta. Punktsatser har där tillkommit vid kända förekomster av jätteloka innan frösättning. En av kommunerna hänvisar till Helsingborgs LONA-projekt som en av kommunernas kunskapskällor för bekämpning av invasiva arter. Båda kommunerna anser att det finns god kunskap men uttrycker att den kan förbättras. En av kommunerna uttryckte brister i kunskap och upparbetade rutiner kring bekämpningen av invasiva arter samt ansvarsfördelningen av detta. Kommunen ser även problematik

1. Anna Helgeson, Kommunekolog, Park- och naturavdelningen
Tekniska Förvaltningen, Lunds kommun, E-post 16 juli 2019.
2. Adam Bahr, Miljöstrateg, Samhällsbyggnadsförvaltningen
Lomma kommun, E-post 16 juli 2019.

i den ökade driftkostnaden om bekämpning skulle ske av på alla platser där arterna förekommer idag. Det skulle innebära höjda anslag till driftsenheten eftersom det idag inte finns något särskilt anslag för bekämpning av invasiva arter.

4 Diskussion

4.1 Vilka egenskaper är typiska för de invasiva arterna *Fallopia japonica*, *Heracleum mantegazzianum* och *Impatiens glandulifera*?

4.1.1 Spridningsvägar och mekanismer

Egenskaper gällande de tre arterna som har studerats i denna litteraturuppgift har identifierats. Det framgår i litteraturstudien att den initiala spridningen av dessa arter har skett på liknande sätt. Detta syftar på införandet av arterna till Europa på grund av Deras särskilda karaktärsdrag i morfologi samt tillväxt. De har insamlats från platser med klimat inte helt olik Sveriges och tagits till botaniska trädgårdar eller slottsparker i Europa för vidare spridning och försäljning. Spridningen av dessa arter skedde under mitten på 1800-talet. Tidigt efter införandet av arterna har samtliga visat på god spridningsförmåga, vegetativt såväl som sexuell förökning och naturaliserade bestånd upptäcktes några årtionden senare (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015; Jahodová et al. 2007; Jernelöv 2017). För arten *F. japonica* sker spridningen vanligtvis via vegetativa delar från bitar av rhizom eller stamdelar. I Europa såväl som i Sverige förekommer inte idag någon känd sexuell spridning (Gowton, Budsock & Matlaga 2016). Det beror på att de populationer av *F. japonica* i Sverige och Europa troligtvis härstammar från en och samma honklon, vilket innebär att de är genetiskt identiska (Groeneveld, Belize & Lavoie 2014). Som tidigare nämnt sprider sig *F. japonica* sig främst via rotskott från rhizomet som är kraftigväxande och pryds av adventiva rötter som underlättar den vegetativa spridningen. Det krävs enbart små delar av stam- och rotfragment för att artens ska kunna sprida sig vegetativt. Dessa fragment kan sedan behålla sin regenereringsförmåga i över ett år (Wissman,

Norlin, & Lennartsson 2015). *H. mantegazzianum*s reproduktiva förmåga är begränsad till fröspridning till skillnad från *F. japonica* (Klingenstein 2007). Blommorna hos *H. mantegazzianum* är hermafroditer vilket gör att arten kan utöva självpollinering. Frön som är producerade via självpollinering är livsdugliga på samma sätt som insektpollinerade frön, vilket betyder att en enda individ av *H. mantegazzianum* är kapabel till att starta en ny population (Klingenstein 2007). En individ av *H. mantegazzianum* producerar vanligen 1500 till 100 000 frön och ca 21 000 frön i medeltal (Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015). Arten *I. glandulifera* sprider sig likt *H. mantegazzianum* enbart via frön och har självbefruktande blommor (Jernelöv 2017). Fröbanken är kortlivad och överlever vanligtvis inte mer än 18 månader (Helmisaari 2010). Artens spridningsmekanism går framförallt ut på att producera ett högt antal frön, upp till 4000 frön per enskild planta vilka gror snabbt och skapar täta bestånd (Helmisaari 2010).

Samtliga arter har visat genom litteraturstudien på en effektiv spridningsförmåga vilket har en betydelse för invasionspotentialen, dock skiljer spridningsmekanismerna sig åt mellan arterna. Effektiv spridningsförmåga syftar på arternas förmåga att sprida sig och baseras på spridningstryck, storleken på spridningsenheten, antalet spridningsenheter samt temporala och spatials mönster i framkomsten hos spridningsenheterna (Simberloff 2009). Spridningsförmågan tycks vara en bidragande faktor till en arts sannolikhet att etablera sig efter introduktion och huruvida den kommer att bli invasiv eller inte. Typiskt för de tre arterna ovan tycks vara att samtliga har en god förmåga att producera frön eller sprida sig vegetativt, samt att mängden rotfragment/frön har en betydande roll. Det anses vara en skillnad på organismer som sprider sig genom människans hjälp och de som sprids naturligt. Det har visat sig att spridningshastigheten hos introducerade arter är högre än hos de naturligt spridna arterna. Av litteraturstudien framgår det att den vektorn som utgör spridningen av prydnadsväxter och växter i hortikulturellt syfte står för en stor del av introduktionen av främmande växter direkt och indirekt (Lockwood, Hoopes & Marchetti 2013).

4.1.2 Ståndort och etablering

Det finns vissa faktorer som kan vara av vikt för att en introducerad art ska lyckas etablera sig i sitt nya utbredningsområde. Bland annat framgår det av litteraturstudien att biotiska faktorer, som exempelvis residerade organismer i det nya området har betydelse. Residerande organismer kan vara predatorer, konkurrenser, parasiter samt patogener (National Research Council 2002). En främmande art utan några naturliga fiender hamnar i en överlägsen position gentemot de inhemska arterna (Davis 2009). Arterna som beskrivs i litteraturstudien har alla en avsaknad av naturliga fiender i sina nya utbredningsområden. Förmågan att konkurrera om resurser

har också en betydande roll för en framgångsrik etablering exempelvis konkurrensen om ljus. Arten *F. japonica* återfinns mestadels på både människopåverkade och naturliga marker. Däremot är den vanligtvis begränsad till öppna och solbelysta områden, då det är en ljuskrävande art. Arten växer på fuktig näst intill vattenmättade jordar men klarar av varierande pH (Alberternst & Böhmer 2011). Enligt Wissman, Norlin, & Lennartsson (2015) förekommer *F. japonica* mestadels på ängs-och kulturpåverkad mark samt i skogsbryn i Sverige. I litteraturstudien framgår det att arten har en stor variation i ståndorter och klarar båda semi skuggade områden som torra. Det gör det svårt att definiera exakt vilken typ av ståndort arten återfinns på. En bidragande faktor till att *F. japonica* klarar av torra jordar kan vara det faktum att den har en rhizom, en rotstock som har en högre kapacitet att lagra vatten. En annan teori är det faktum att endast ett litet rotfragment av *F. japonica* krävs för att generera till en ny individ. Detta tillåter arten att sprida sig via exempelvis schaktmassor och kan på så sätt hamna i torra människopåverkade områden.

Likt *F. japonica* har *H. mantegazzianum* visat på en bred ståndorstamplitud, vilket gör att arten återfinns i olika typer av habitat i sitt naturliga utbredningsområde. Bland annat växer arten på kväverika ängsmarker av högrörtstyp samt i alluviala skogar (Otte, Eckstein Lutz, & Thiele 2007). Arten trivs i områden med hög nederbörd samt öppna och näringsrika marker vilket den har gemensamt med *F. japonica*. Även *I. glandulifera* trivs i fuktiga jordar och är känslig för torka (Jernelöv 2017; Wissman, Norlin, & Lennartsson 2015). Däremot är artens skuggtolerant till skillnad från de andra arterna. I sitt naturliga utbredningsområde är arten frosttollerant men har inte visat på denna egenskap i Sverige. De tre invasiva arterna som har studerats i denna litteraturstudie visar samtliga på en bred ståndortsamplitud samt en hög förmåga att konkurrera. I studien framkommer det vissa begränsningar hos arterna i form av ljuskrav, fuktillgång osv, dock klarar de av att generera hög avkastning i form av spridningsenheter. Dessa faktorer gör att arterna placeras som konkurrensstrateger. Denna grupp utgörs av arter som har möjlighet att omvandla vatten och näring till bladmassa och rötter där stress eller störningar spelar liten roll för tillväxten. En snabb tillväxt, hög blommande förmåga och närings-rika blad med en hög fotosyntetisk hastighet är drag som går att koppla ihop till de invasiva arterna och som även underlättar för naturalisering. Dessa drag är vanligen representerade i arter av kärlväxter som har ett hortikulturellt värde exempelvis prydnads- och trädgårdsväxter. Med hjälp av människan kan dessa arter sedan spridas i en ännu högre hastighet då fler spridningsvägar och vektorer öppnas upp (Guo et al. 2018).

4.2 Vilka åtgärder kan eliminera bestånd eller motverka vidare spridning av dessa arter?

Det finns en del föreslagna och beprövade bekämpningsmetoder för samtliga arter som är mer eller mindre gemensamma. I litteraturstudien framkommer det att metoder såsom klippning, betning samt användning av herbicider är de mest effektiva. Nedklippning med maskin eller handverktyg anses vara effektivt där det är möjligt. Denna metod kan vara skötselintensiv och kostsam då den kräver personal och maskiner för att utföras. Det framkommer även att denna metod kan ha en skadlig effekt på närliggande undervegetation och bör inte tillämpas i områden med känslig flora. Betning med hjälp av boskap, framförallt får är en mycket effektiv och ekonomisk bekämpningsmetod. Denna metod lämpar sig bäst i stora och öppna områden. Dock fungerar den inte i alla områden och begränsas därför. Det finns information som tyder på att även denna metod kan vara skadlig för angränsande flora. Om bekämpning ska ske i områden där invasiva bestånd växer tillsammans med känslig flora kan slåtter vara ett alternativ, då denna metod inte kommer att skada undervegetationen. Att använda herbicider, framförallt växtskyddsmedel med glyfosat som aktiv substans är en metod som används framförallt på svårbekämpade bestånd. Herbicider fungerar effektivt men bör användas försiktigt och ej i områden nära vattendrag eller ytligt grundvatten. Då glyfosat är ett systemiskt verkande bekämpningsmedel har den förmågan att döda all växtlighet. Medlet har även visats sig mycket giftigt för vattenlevande organismer och har därför en direkt negativ effekt på biologisk mångfald (Naturskyddsföreningen 2019). I en undersökning av yt- och grundvatten gjord av SLU 2015 screenades vattendrag runt om i Sverige och visade på att glyfosat var den näst vanligaste förekommande substansen och fanns i ca 75 % av proverna (Boström, Lindström, Gönczi & Kreuger 2016). För att undvika vidare spridning av glyfosat i yt- och grundvatten i mån att skydda den biologiska mångfalden bör metoden därför uteslutas. En skötselintensiv men effektiv metod som fungerar på mindre bestånd är att gräva upp rötterna från jorden. Samtliga metoder bör ske vid rätt tidpunkt på säsongen för att säkra deras effektivitet. Att tänka på efter bekämpning är att fylla de luckor som uppstår i vegetationen. En viktig del är alltså återplantering för att förhindra att invasiva arter återigen etablerar sig på platsen. Av studien framgår det även att för en framgångsrik bekämpning bör information om arterna spridas till allmänheten så att kunskap kan integreras och därför förhindra ytterligare spridning och plantering. För att förhindra nyplantering och spridning bör därför information på ett populärvetenskapligt sätt förklara och skildra invasiva arter och deras påverkan på miljön samt att beskriva karaktäristiska drag så att kunskapen tillgängliggörs för alla.

4.2.1 Hur fungerar kartläggningen av invasiva arter i Artportalen och används artportalen som verktyg inom kommuner vid kartläggning och bekämpning?

Att använda artportalen som verktyg vid rapportering och kartläggning av invasiva arter har visat sig funktionellt. Samtal med kommunerna Lomma och Lund har visat på att Artportalen används även av dem. Det kan finnas vissa brister då inrapporterade bestånd inte kan konfirmeras. En av kommunerna uttryckte brister i utarbetade rutiner och ansvarsfördelning kring bekämpning och kartläggning av invasiva arter. För en effektiv bekämpning krävs det kännedom kring utbredningen av det invasiva arterna. Kartläggningar som artportalen gör med hjälp av inrapporteringar är därför en viktig del i bekämpningsarbetet. I dagsläget sker större delen av dessa inrapporteringar antingen av kommuner eller också privatpersoner. De privatrapporterade bestånden kan medföra problem då dessa inte kan verifieras utan platsbesök vilket i sin tur medför extra arbete för kommunen. Som tidigare nämnts är en bekämpningsstrategi att sprida information till kommuninvånare om de invasiva arterna. Detta kan bidra till att mängden privata inrapporteringar ökar vilket hjälper kommunerna men det kan också öka mängden inrapporteringar som sedan inte visar sig korrekta. Frågan bör kanske därför lyftas hos vilka kartläggning ligger och hur det på bästa sätt finansieras.

4.3 Hur kan framtida klimatfaktorer vara en påverkande faktor för invasiva arters livscykel och spridning

Av litteraturstudien framgår det att samtliga av de studerade arterna härstammar från länder med klimat inte helt olik Sverige, framförallt då deras naturliga utbredningsområden oftast är på höga altituder. Framtida klimatförändringar kommer att påverka Sveriges klimat. Hur kommer detta att påverka framkomsten av invasiva arter? Hur kommer ett potentiellt varmare klimat att påverka arterna *F. japonica*, *H. mantegazzianum* och *I. glandulifera*? Vädret kommer att bli varmare men också tidvis blötare (Naturskyddsföreningen 2019b). *H. mantegazzianum* behöver en köldperiod för att fröna ska kunna gro. Detta skulle kunna innebära att artens utbredning i de södra delarna av landet kommer att minska i takt med klimatförändringarna. *I. glandulifera* har visat på en positiv respons på höga halter av CO₂ samt temperaturhöjningar vilket kan bidra till att den kommer att behålla sin framgång och kanske till och med öka. Höjda temperaturer kommer att påverka städerna där det förväntas bli ännu varmare. Detta kommer att sätta press på de människor som

arbetar med att välja ut växtmaterial som ska klara stadens tuffa klimat. Inför framtida växtval kan det finnas en vikt i att titta extra noga på de arter som klarar av klimat med extrema svängningar, då det framkommer av litteraturstudien att detta är en abiotisk stress som få arter klarar av i introduktionsstadiet. Dock vid kultivering av prydnadsväxter skapar människan ett stabilt klimat så att arterna kan etableras och bidra till bildningen av metapopulationer, vilket förstärker artens chanser till fortlevnad. Det är svårt att förutspå hur framtida klimatförändringar kommer att påverka invasiva arters utbredning. Däremot vet vi att en respons kommer att innebära att en mängd arter behöver förflytta sin utbredning till mer nordligare breddgrader för att uppnå de klimat krav som behövs för fortlevnad. En sådan process kan ta lång tid och kommer innebära att många kärlväxter kommer att ställas inför nya klimat som de ej är anpassade för.

4.4 Slutsats

De tre studerade invasiva arterna har gemensamma egenskaper i form av kraftig spridningsförmåga, snabb tillväxt och konkurrenskraft. Samtliga arter har introducerats i sin nya utbredningsmiljö via människan på grund av sitt spektakulära utseende och sin förmåga till snabb tillväxt. Detta har ansetts som goda egenskaper för trädgårdsväxter. Således är människan den ensamma vektorn för dessa arters spridning till Sverige. Bekämpningsstrategier för dessa arter varierar men mynnar ut i främst två bekämpningsmetoder, betning och nedklippning. Dessa metoder är de mest effektiva och ekonomiska men är inte alltid möjliga. Vid bekämpningen av dessa arter har kommuner tagit del av och varit involverade i kartläggningssystemet artportalen. Hur dessa arter kommer reagera på kommande klimatförändringar varierar där spridning av *H. mantegazzianum* potentiellt kan avta i södra Sverige medans *I. glanduliferas* spridning kan komma att öka. Dessa förändringar i klimatet kommer att innebära en potentiell migration av nya arter till Sverige samtidigt som introduktionen av nya arter kan öka från mänskligt håll för växter som klara urbana miljöer. I framtiden bör ansvarsfördelning kring bekämpning vara tydligare och metoderna för bekämpning bör ha en källa för finansiering. Vid val av växter bör dessa studeras noga innan introduktion utifrån ursprungsklimat, spridningsförmåga, tillväxt och konkurrensförmåga.

Referenslista

- Alberternst, B. & Böhmer, H.J. (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Fallopia japonica*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org Date of access: 14/07/2019
- Artdatabanken, SLU (2019). *Vårt arbete med främmande arter*. Tillgänglig: <https://www.artdatabanken.se/arter-och-natur/biologisk-mangfald/frammande-arter/artdatabankens-arbete-med-frammande-arter/> [2019-04-24]
- Artdatabanken, SLU (2018a). *Vad är en främmande art*. Tillgänglig: <https://www.artdatabanken.se/arter-och-natur/biologisk-mangfald/frammande-arter/> [2019-05-28]
- Artdatabanken, SLU (2018b). *Bekämpning av invasiva arter*. Tillgänglig: <https://www.artdatabanken.se/arter-och-natur/biologisk-mangfald/frammande-arter/bekampning-av-invasiva-arter/> [2019-06-10]
- Artportalen (2019). *Vad är Artportalen?* Tillgänglig: <https://artportalen.se/Home/About> [2019-06-25]
- Begon, M., Howarth, R., & Townsend, C. (2014). *Essentials of ecology* (Fourth edition). Hoboken: John Wiley & Sons.
- Blackburn et al. (2015). Framework and guidelines for implementing the proposed IUCN Environmental Impact Classification for Alien Taxa (EICAT). *Diversity and Distributions*, 21, ss. 1360–1363. DOI: 10.1111/ddi.12379
- Boström, G., Lindström, B., Gönczi, M. & Kreuger, J. (2016). *Nationell screening av bekämpningsmedel i yt- och grundvatten 2015*. Uppsala: Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel Sveriges lantbruksuniversitet. (CKB rapport, 2016:1)
- Davis, M.A. (2009). *Invasion Biology*. Oxford; New York: Oxford University Press. Tillgänglig: ProQuest Ebook Central. [2019-03-01]
- Fennel, M., Wade, M. & Bacon, K.L. (2018). Japanese knotweed (*Fallopia japonica*): an analysis of capacity to cause structural damage (compared to other plants) and typical rhizome extension. *PeerJ*. DOI 10.7717/peerj.5246
- Gowton, C., Budsock, A. & Matlaga, D. (2016). Influence of Disturbance on Japanese Knotweed (*Fallopia japonica*) Stem and Rhizome Fragment Recruitment Success within Riparian Forest Understory. *Natural Areas Journal*, 36 (3), ss. 259-267. URL: <https://doi.org/10.3375/043.036.0306>
- Groeneveld, E., Belzile, F. & Lavoie, C. (2014). Sexual Reproduction of Japanese Knotweed (*Fallopia japonica* S.L.) At its Northern Distribution Limit: New Evidence of Effect of Climate Warming on Invasive Species. *American Journal of Botany*, 101(3), ss. 459-466. DOI: 10.3732/ajb.1300386

- Guo, W.Y., Kleunen van, M., Winter, M., Weigelt, P., Stein, A., Peirce, S., Pergl, J., Moser, D., Maurel, N., Lenzner, B., Kreft, H., Essl, F., Dawson, W. & Pyšek, P. (2018). The role of adaptive strategies in plant naturalization. *Ecology Letters*, 21, ss.-1380-1389. doi: 10.1111/ele.13104
- Havs-och vattenmyndigheten (2019a). *Främmande arter*. Tillgänglig: <https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/arter/frammande-arter/frammande-arter.html> [2019-04-15]
- Havs-och vattenmyndigheten (2019b). *Nationell förordning om invasiva främmande arter*. Tillgänglig: <https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/arter/frammande-arter/nationell-forordning-om-invasiva-frammande-arter.html> [2019-04-15]
- Helmisaari, H. (2010). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Impatiens glandulifera*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org, Date of access 13/6/2019
- Inouye, D.W. & Ogilvie, J.E. (2017). Pollinators, Role of. *Encyclopedia of Biodiversity* (2nd ed.) ss.140-146. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00112-X>
- Jahodová, Š., Fröberg, L., Pyšek, P., Geltman, D., Trybush, S. & Karp, A. (2007). Taxonomy, Identification, Genetic Relationships and Distribution of Large *Heracleum* Species in Europe. I: Pyšek, P., Cock, M.J.W, Nentwig, W. & Ravn, H.P. (red.), *Ecology and Management of Giant Hogweed (Heracleum mantegazzianum)*. Oxfordshire: CAB International, ss. Xx-xx. ISBN-13: 978 1
- Jernelöv, A. (2017). *The Long-Term Fate of Invasive Species- Aliens Forever or Integrated Immigrants with Time?*. Switzerland: Springer International Publishing AG. DOI 10.1007/978-3-319-55396-2_4
- Klingenstein, F. (2007): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Heracleum mantegazzianum*. – From: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species - NOBANIS www.nobanis.org, Date of access 14/05/2019.
- Lockwood, J., Hoopes, M., & Marchetti, M. (2013). *Invasion ecology* (2nd ed.). Chichester, West Sussex, UK: Wiley-Blackwell.
- Mackenzie, A., Ball, A.S. & Virdee, S.R. (2001). *Instant Notes- Ecology* (2nd ed.). Oxford, UK: BIOS Scientific Publishers Limited.
- Miljödepartementet (2010). *FN:s konvention om biologisk mångfald*. Stockholm: Miljödepartementet. <https://www.regeringen.se/informationssystem/2010/10/m2010.26/>
- Miller, T.G. Jr & Spoolman, S.E. (2009). *Essentials of ecology*. 5.uppl., Belmont: Brooks/Cole, Cengage Learning
- National Research Council (2002). *Predicting Invasions of Nonindigenous Plants and Plant Pests*. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/10259>.
- Naturskyddsforeningen (2019a). *Sätt stopp för gräslikt ogräsmedel*. Tillgänglig: <https://www.naturskyddsforeningen.se/vad-vi-gor/jordbruk/stoppa-glyfosat> [2019-08-04]
- Naturskyddsforeningen (2019b). *Den globala uppvärmningens konsekvenser*. Tillgänglig: <https://www.naturskyddsforeningen.se/vad-vi-gor/klimat/konsekvenser-global-uppvarmning> [2019-08-24]
- Naturvårdsverket (2019). *Sprid inte invasiva främmande arter*. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Var-natur/Djur-och-vaxter/Invasiva-frammande-arter/> [2019-06-10]
- Otte, A., Eckstein Lutz, R. & Thiele, J. (2007). *Heracleum mantegazzianum* in its Primary Distribution Range of the Western Greater Caucasus. I: Pyšek, P., Cock, M.J.W, Nentwig, W. & Ravn, H.P. (red.), *Ecology and Management of Giant Hogweed (Heracleum mantegazzianum)*. Oxfordshire: CAB International. ISBN-13: 978 1 84593 206 0
- Perglová, I., Pergl, J. & Pyšek, P. (2007). Reproductive Ecology of *Heracleum mantegazzianum*. I: Pyšek, P., Cock, M.J.W, Nentwig, W. & Ravn, H.P. (red.), *Ecology and Management of Giant*

- Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). Oxfordshire: CAB International. ISBN-13: 978 1 84593 206 0
- Pimm, S.L. (1993). Biodiversity and the Balance of Nature. I: Schulze, E.D & Mooney, H.A. (red.). *Biodiversity and Ecosystem function*. Berlin: Springer-Verlag ss. 347-355. ISBN 3-540-55804-7
- Rizvi, S.J.H. & Rizvi, V. (1992) *Allelopathy – Basic and applied aspects* (First edition). London: Chapman & Hall. ISBN: 0 412 39400 6
- Scheffer, V. B. (1970). *The year of the Seal*. New York: Charles Scribner's Sons. Ss. 98
- Senator, S.A. & Rozenberg, A.G. (2017). Assessment of Economic and Environmental Impact of Invasive Plant Species. *Biology Bulletin Reviews*, Vol. 7, No. 4, ss. 273–278. DOI: 10.1134/S2079086417040089
- Shimoda, M. & Yamasaki, N. (2016). *Fallopia japonica* (Japanese Knotweed) in Japan: Why Is It Not a Pest for Japanese People?. I: Box, E.O. (red.), *Vegetation Structure and Function at Multiple Spatial, Temporal and Conceptual Scales, Geobotany Studies*. Schweiz: Springer International Publishing ss. 449-470. DOI: 10.1007/978-3-319-21452-8_20
- Simberloff, D. (2009). The Role of Propagule Pressure in Biological Invasions. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.110308.120304
- Widén, M. & Widén, B. (2008). *Botanik –Systematik Evolution Mångfald* (Upplaga 1:1). Danmark: Narayana Press. ISBN: 978-91-44-04304-3
- Wissman, J., Norlin, K. & Lennartsson, T. (2015). *Invasiva arter i infrastruktur*. Uppsala: Centrum för biologisk mångfald. (CBM:s Skriftserie 98)

Tack

Jag vill tacka min handledare Linda-Maria Dimitrova Mårtensson, som har väglett mig igenom detta arbete. Tack för att du har hjälpt och uppmuntrat mig att beforska ämnet invasiva arter. Jag vill också tacka Philip för korrekturläsningar och allt ditt stöd.